

5.1.1 Le deposizioni acidificanti ed eutrofizzanti

Il monitoraggio delle deposizioni umide condotto in Italia dalla RIDEP (Rete Italiana per lo studio delle DEPosizioni atmosferiche), dal 1988 al 1992, ha consentito di conoscere le caratteristiche chimiche principali delle precipitazioni (acidità, composizioni ionica di base, stagionalità) soprattutto nell'area centro-settentrionale dove era collocato il maggior numero di stazioni di campionamento. In Lombardia, i risultati relativi a 17 siti di studio, hanno evidenziato una distribuzione asimmetrica delle specie acidificanti (solfati, nitrati ed ammonio), con le concentrazioni maggiori che interessano il territorio compreso tra il Lago di Como e il Lago Maggiore, mentre i valori più bassi sono stati misurati nella porzione orientale della regione (Mosello, 1993). Tale indagine non ha però consentito di conoscere la variabilità spaziale in relazione alla complessa orografia alpina e la variabilità temporale su lungo periodo, essendo ridotte a poche unità le stazioni rimaste attive ininterrottamente da almeno un decennio. Tra queste segnaliamo la stazione del CCR di Ispra, attiva dal 1990, e quella di Longone al Segrino, dove le misure sono state condotte a partire dal 1988. I valori mediani annuali del pH e i flussi atmosferici mediani misurati a Longone e a Ispra sono riportati in tabella insieme ai volumi di precipitazione.

	mm	pH	SO ₄ kg ha ⁻¹	TIN kg ha ⁻¹
1989	1502	4,36	65,0	30,2
1990	1416	4,47	65,3	35,5
1991	1032	4,62	43,0	19,3
1992	1634	4,70	53,4	27,1
1993	1781	4,76	62,9	39,3
1994	1293	4,91	46,2	23,2
1996	1748	4,86	54,0	34,8
1997	1097	4,71	29,4	21,0
1998	1332	5,49	34,4	22,2
1999	961	5,14	23,6	17,4

Tabella 1 - Volumi di precipitazione, valori mediani di pH e flussi mediani annuali di solfati e azoto totale inorganico (TIN) misurati nella deposizione umida a Longone

	mm	pH	SO ₄ kg ha ⁻¹	TIN kg ha ⁻¹
1990	1233	4,47	40,9	23,1
1991	1246	4,80	45,1	22,6
1992	1672	4,64	45,6	25,4
1993	1504	4,68	48,8	24,5
1994	1773	4,71	50,7	24,1
1995	1530	4,61	41,5	22,5
1996	1624	4,55	34,7	18,7
1997	1232	4,61	26,0	15,5
1998	1624	4,71	39,5	25,9

Tabella 2 - Volumi di precipitazione, valori mediani di pH e flussi mediani annuali di solfati e azoto totale inorganico (TIN) misurati nella deposizione umida a Ispra. (Elaborazione su dati CCR-Ispra)

Malgrado una valutazione corretta dei trend pluriennali richieda l'applicazione di test statistici, i risultati relativi al periodo 1990-1999 suggeriscono a Longone un incremento del pH che, da valori inferiori a 4.5 unità, si è attestato, dal 1998, a valori superiori a 5.0. A questa diminuzione dell'acidità corrisponde una diminuzione dei carichi di solfati che dal 1997 in poi presentano valori dimezzati rispetto a quelli osservati alla fine degli anni '80. Questo trend è stato osservato in diversi paesi europei e rappresenta il risultato delle strategie di abbattimento volte alla riduzione dell'emissione di SO₂, messe in atto da alcuni anni in Europa.

In Italia sono ancora scarse le indagini volte alla misura della deposizione secca. La quantificazione di questa componente che comprende il trasferimento al suolo di gas, particelle fini e grossolane è, ancora oggi, un'operazione di difficile realizzazione a causa della complessità dei fattori chimici e fisici coinvolti quali ad esempio la concentrazione degli inquinanti in atmosfera, le condizioni meteorologiche su piccola e larga scala e le caratteristiche della superficie recettrice. A questo proposito recenti indagini sono state svolte dall' IRSA-CNR (Balestrini et al., 2000) in 5 siti in Lombardia localizzati tra la fascia alpina e prealpina, rappresentative di varie condizioni geografiche e di diversi livelli attesi di inquinamento.

Siti	Quota m a.s.l.	Lat. Nord	Long Est	Geologia
<i>Longone</i>	370	45° 49'	09° 16'	Marne, calcari
Tignale	600	45° 45'	10° 44'	Marne, calcari
Castione	920	45° 55'	10° 02'	Dolomite
Morbegno	260	46° 08'	09° 34'	Paragneiss
Val Mesina	1190	46° 14'	09° 35'	Granodiorite

Tabella 3 - Caratteristiche geografiche e geologiche dei siti di studio dell'IRSA-CNR

Per il campionamento delle deposizioni umide e secche è stato utilizzato un campionatore wet&dry modificato, in cui la componente secca viene raccolta da una superficie acquosa. Rispetto alle superfici solide artificiali, l'acqua presenta importanti vantaggi: è maggiormente rappresentativa delle superfici naturali e, dal punto di vista chimico, è un sistema ideale di trattenimento delle specie chimiche, tra le quali gli inquinanti gassosi e le specie non volatili, come i metalli in traccia (Zobrist et al. 1993)

I flussi mensili delle specie acidificanti misurati nella deposizione umida hanno mostrato una significativa variabilità stagionale con valori massimi da primavera inoltrata fino alla fine dell'estate e valori minimi in inverno. Queste variazioni sono da associare sia al regime pluviometrico che al regime di stabilità atmosferica che durante la stagione estiva favorisce il trasporto a lunga distanza, mentre in inverno concentra gli inquinanti in aree prossime alle sorgenti di emissione.

I risultati relativi all'analisi della deposizione secca hanno evidenziato come le specie solforate e azotate siano legate alle sorgenti locali di inquinamento. E' stato infatti osservato che, in inverno, la concentrazione dei solfati nei campioni di deposizione secca a Morbegno (sito urbano) e a Longone (sito semi-urbano) sono circa tre volte quelle estive, mentre si rileva una corrispondente diminuzione del pH (4,5 unità).

Questo aumento dei solfati nei mesi invernali è tipico delle aree urbane ed è da attribuire ad un aumento della concentrazione atmosferica del biossido di zolfo a seguito dell'accensione degli impianti di riscaldamento ed alla maggiore stabilità atmosferica invernale, che non consente di disperdere gli inquinanti dalle zone di emissione. In tal modo l'SO₂ viene assorbita dalla superficie acquosa del campionatore dove, per ossidazione, forma acido solforico promuovendo un aumento della concentrazione idrogenionica.

In sono riportati i carichi areali annui di deposizione atmosferica umida e secca misurati nelle quattro stazioni. I risultati ottenuti evidenziano il rilevante contributo di deposizione secca nel caso di Ca, Mg e K che costituisce rispettivamente il 41-60, 35-64, e 57-67 % del flusso totale. Particolarmente significativi sono i risultati relativi ai composti acidificanti: il flusso di deposizione secca costituisce il 25-50% di solfati, il 21-37 dell'azoto ammoniacale, e il 23-31% dell'azoto nitrico. Solo nel sito remoto di Bagni di Masino la deposizione secca per queste specie è risultata trascurabile.

		N-NH ₄	N-NO ₃	SO ₄	Ca	Mg	K
		meda m ⁻² anno ⁻¹					
Longone	wet	86,4	60,6	69,1	62,5	10,0	2,3
	dry	23,2	17,9	33,9	53,0	8,9	3,2
Castione	wet	69,0	47,2	56,8	68,2	9,5	2,2
	dry	34,3	14,8	18,6	46,6	8,2	4,5
Tignale	wet	55,0	36,7	46,2	57,1	8,2	1,6
	dry	24,4	16,2	29,1	68,9	11,0	3,2
Morbegno	wet	42,4	30,8	37,2	30,3	5,0	1,3
	dry	24,8	9,6	37,9	51,2	9,0	3,8
Val Masino	wet	47,4	42,2	60,2	29,8	10,4	3,3
	dry	7,7	7,4	9,9	26,2	3,9	4,7

Tabella 4 - Flussi medi annuali di deposizione umida (wet) e secca (dry) misurati dal 1995 al 1997 nelle stazioni IRSA-ARF

Il confronto tra i flussi atmosferici totali di azoto inorganico e di solfati misurati nelle 5 aree di studio con quelli misurati a Brugherio, ha fornito alcune indicazioni sul trasporto degli inquinanti dalla zona fortemente antropizzata intorno a Milano verso la fascia pedemontana e alpina della Lombardia. Brugherio, nell'*hinterland* milanese, mostra i livelli più alti di solfati e di azoto seguito da Longone situato a circa 50 km da Milano. Bagni di Masino, a quota elevata, a 150 km da Milano è caratterizzata dai carichi minori. Castione, Tignale e Morbegno hanno livelli simili di solfati e flussi decrescenti di azoto. Morbegno e Castione si trovano entrambi a circa 100 km da Milano, ma Castione è un sito più piovoso ed è influenzato dall'attività agricola. Tignale, all'estremità orientale dell'area di studio, pur essendo distante da Milano, risente della vicinanza a due importanti centri urbani, quali Verona e Brescia, da cui dista circa 50 km.

Riferimenti bibliografici

- # Balestrini, R., Galli, L., Tartari, G., 2000. Wet and dry atmospheric deposition at prealpine sites in Northern Italy. *Atmospheric Environment* 34, 1455-1470.
- # Mosello, R., 1993. Rapporto sull'attività della rete RIDEP nel quinquennio 1988-1992. Documenta Ist. ital. Idrobiol., 44, pp 118.

Zobrist, J., Wersin, P., Jaques, C., Sigg, L., Stumm, W., 1993. Dry deposition measurements using water as a receptor: a chemical approach. *Water, Air, and Soil Pollution* 71, 111-130.

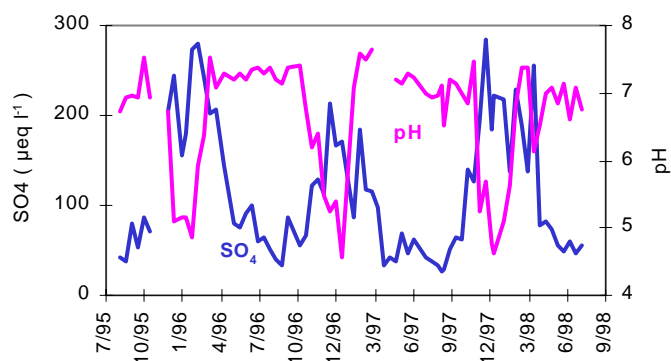


Figura 1 - Andamento stagionale del pH e dei solfati a Morbegno

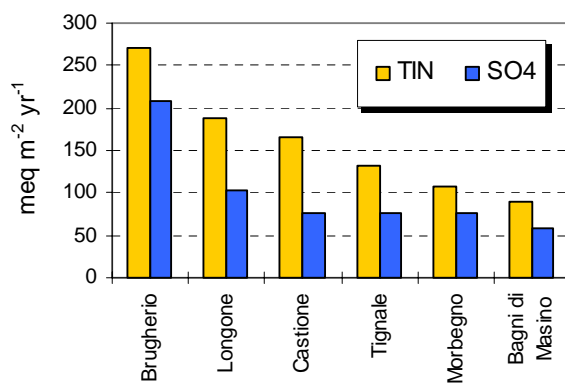


Figura 2 – Flussi atmosferici totali di azoto inorganico (TIN) e solfati

5.1.2 Interazioni tra vegetazione e deposizioni atmosferiche

Il campionamento delle deposizioni atmosferiche sottochioma è da tempo considerato un valido strumento nello studio delle interazioni tra l'atmosfera e gli ecosistemi forestali. L'analisi chimica comparata delle deposizioni raccolte in bosco (*throughfall*) e in una zona adiacente priva di vegetazione (*open field*) consente di valutare il reale flusso di deposizione di inquinanti e nutrienti che perviene al suolo forestale, di indagare il contributo della deposizione secca per alcune specie chimiche ed infine, indirettamente, di studiare aspetti legati alla fisiologia vegetale. Le caratteristiche chimiche delle precipitazioni vengono infatti alterate dal passaggio attraverso la chioma degli alberi essenzialmente per due ragioni: il dilavamento di particelle depositate sulle foglie e il rilascio o l'assorbimento di specie ioniche da parte degli organi fogliari.

Questo approccio metodologico è stato adottato dall'IRSA, in collaborazione con l'Azienda Regionale delle Foreste, per approfondire la complessa problematica relativa al ruolo degli inquinanti atmosferici sul grado di deperimento degli ecosistemi forestali



Figura 1 – Campionatore sottochioma

Dal 1994 al 1999, nell'ambito di un progetto promosso dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente ("Effetti dell'inquinamento su sistemi agroforestali: tecniche biologiche di monitoraggio e recupero"), è stato condotto uno studio sulla composizione chimica delle deposizioni *throughfall* e *open field* in due siti forestali alpini (Val Gerola and Val Masino) caratterizzati da un differente livello di deperimento (Balestrini et al, 1998). I risultati ottenuti hanno permesso di escludere l'acidità delle precipitazioni tra le cause dirette di danno in entrambe le aree di saggio, infatti il pH delle deposizioni in campo aperto è risultato compreso tra 4.5 e 5.5. Nel sito di Val Gerola, dove sono evidenti i sintomi di danno, sono stati misurati nelle deposizioni sottochioma livelli più alti di nitrati e cloruri che derivano dal dilavamento di gas e aerosols depositati sugli apparati fogliari.

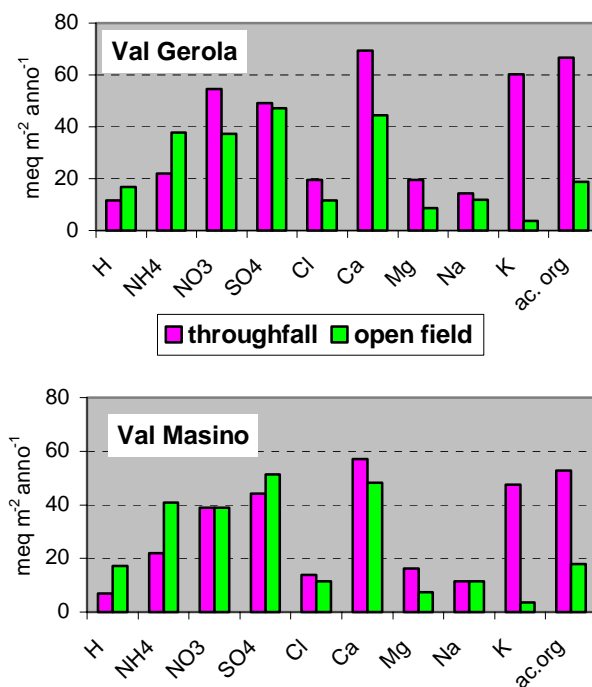


Figura 2 – Flussi medi annuali di deposizione atmosferica throughfall e open field misurati, nel periodo 1994-1999, nelle aree di saggio in Val Gerola e Val Masino.

Studi meteorologici hanno dimostrato che la foresta della Val Gerola è più esposta alle masse d'aria provenienti dalle pianure padane e dalla fascia prealpina fortemente antropizzate. In particolare il ruolo dell'ozono e dell'azoto sembra essere di cruciale

importanza per lo stato fisiologico di queste foreste alpine in quanto i valori riscontrati eccedono i livelli considerati critici per le tipologie ambientali considerate. Il carico di azoto totale di $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ misurato in Val Gerola costituisce il triplo del valore critico di azoto come nutriente riportato in letteratura. La possibile evoluzione dell'ecosistema verso una condizione di saturazione da azoto e gli alti livelli di ozono misurati nell'area possono condurre al fenomeno del deperimento forestale (Aber et al., 1989). La perdita di cationi basici e componenti organici attraverso le superfici fogliari, emersa dall'analisi delle deposizioni sottochioma, è risultata più accentuata nelle piante di Val Gerola e costituisce un segnale della possibile degradazione dei tessuti vegetali verificata anche attraverso analisi di tipo istologico.

La rete nazionale CON.ECO.FOR. in Lombardia

Nel 1994 l'Unione Europea ha promosso la realizzazione di una rete europea di aree permanenti per la sorveglianza intensiva e continua degli ecosistemi forestali. L'Italia, attraverso la Direzione Generale delle Risorse Forestali, Montane ed Idriche del Ministero per le Politiche Agricole, ha elaborato un programma nazionale basato su una Rete Nazionale Integrata per il Controllo degli Ecosistemi Forestali, avviato nel 1995 (Allavena et al., 1999). Il Programma è basato su una rete di 20 aree rappresentative delle biocenosi forestali più diffuse sul territorio nazionale e ha l'obiettivo di studiare i cambiamenti strutturali e funzionali degli ecosistemi in relazione a possibili fonti d'inquinamento o a fattori di perturbazione su larga scala.



Figura 3 – Collocazione delle aree permanenti sul territorio italiano; le stazioni LOM1, 2 e 3 sono indicate in rosso

Tali fenomeni vengono studiati attraverso complesse indagini che comprendono la valutazione dello stato delle chiome degli alberi, le analisi chimiche dei suoli e delle foglie, le analisi delle deposizioni atmosferiche, lo studio degli accrescimenti degli alberi, le indagini meteorologiche e lo studio della vegetazione arborea, arbustiva ed erbacea.

In Lombardia sono presenti 3 aree, LOM1 - Bagni di Masino (SO), LOM2 - Giovetto di Paline (BS) e LOM3 - Moggio (LC, le cui associazioni vegetali sono rappresentate rispettivamente da due peccete montana e da una faggeta .



Figura 4 – Stazione metereologica a LOM1 – Moggio (LC)

Dall'analisi delle deposizioni atmosferiche condotte dall'IRSA-CNR relative all'anno 2000, si è rilevato che Moggio, la stazione più vicina a Milano, presenta le concentrazioni maggiori di $N-NH_4$, $N-NO_3$ e SO_4 , seguita da Giovetto e Bagni di Masino. Cionostante il valore medio di pH misurato in questa stazione è stato di 6.1 unità, quindi superiore al valore di neutralità che, per le piogge, è di 5.65. A tal proposito occorre considerare che il substrato roccioso di quest' area è costituito da calcari di origine sedimentaria, che contribuiscono a tamponare l'acidità delle piogge promuovendo un innalzamento del pH.

Relativamente alle deposizioni sottochioma la loro composizione chimica differisce da quella misurata in campo aperto e, come si può osservare in tabella

	LOM 1		LOM 2		LOM 3	
	OP	TH	OP	TH	OP	TH
pH	5.1	5.6	5.5	5.4	6.1	5.9
Cl	7	11	11	22	13	17
N-NH₄	21	15	34	47	42	59
N-NO₃	19	22	24	85	36	52
SO₄	28	29	36	50	42	50
Ca	48	49	55	101	90	104
Mg	6	12	8	26	18	25
Na	8	10	14	16	15	17
K	2	31	3	45	3	13

Tabella 1 – Concentrazioni medie ponderate sui volumi misurate nelle deposizioni open field (OP) e throughfall (TH) nelle reti CON.ECO.FOR

L'entità delle modificazioni è variabile nelle diverse stazioni. L'arricchimento di nitrati, solfati e ammoniaca, misurato sia a Giovetto che a Moggio è da attribuire al dilavamento della componente secca, il cui contributo è particolarmente rilevante nella prima stazione. L'aumento delle concentrazioni dei cationi basici (Ca, Mg, K) osservate nelle deposizioni sottochioma in tutte le stazioni è invece da mettere in relazione sia alla deposizione di particolato, che al leaching fogliare la cui entità è in funzione dell'età della pianta, del suo stato di salute e della stagionalità.

Riferimenti bibliografici

- €# Aber, J.D.; Nadelhoffer, K.J.; Steudler P., Melillo, J.M., 1989. Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems: Excess nitrogen from fossil fuel combustion may stress the biosphere. *BioScience* 39 (6), 378-386.
- €# Allavena, S., Petriccione, B., Isopi, R., Pompei, E. 1999. Programma Nazionale Integrato per il Controllo degli Ecosistemi Forestali (CON.ECO.FOR.): Primo Rapporto. Ministero per le Politiche Agricole, Direzione Generale delle Risorse forestali, Montane Idriche.
- €# Balestrini, R., L. Galli, A. Tagliaferri, G. Tartari. 1998. "Study on throughfall deposition in two north italian forest sites (Valtellina, Lombardy)". *Chemosphere*, Vol. 36, 4-5: 1095-1100.

5.2.1 I carichi critici di acidificanti e di nutrienti

Alla base del concetto di "carico critico" vi è l'assunzione di una soglia d'inquinamento che può essere espressa sia come flusso per unità di superficie (deposizione critica) che come concentrazione (livello critico), al di sopra della quale possono verificarsi effetti negativi per l'ecosistema considerato (acqua, suolo). L'applicazione del concetto di carico critico di S e N come acidificanti e dei livelli critici di inquinanti gassosi (ossidi di zolfo e azoto e ozono) si sviluppò nell'ambito dell'UN-ECE, all'interno della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza. Sono stati calcolati carichi critici per l'acidificazione relativamente al suolo forestale e alle acque dolci e, recentemente, l'attenzione si è focalizzata sul concetto di carico critico dell'azoto come nutriente. Accanto a potenziali effetti di acidificazione, la deposizione di azoto ha infatti anche effetti di eutrofizzazione sugli ecosistemi azoto-limitati. Vi sono ecosistemi, quali i terreni erbosi calcarei, che possono essere vulnerabili alle deposizioni di azoto, ma non all'acidificazione.

Malgrado siano state elaborate diverse definizioni di carico critico, l'approccio pratico per stimarne i valori presenta una successione di operazioni basilare. Gli stadi iniziali riguardano la scelta dell'inquinante e del recettore appropriato che deve rappresentare una componente chiave del sistema. Per gli inquinanti gassosi, che agiscono in maniera diretta sugli organismi recettori, si definisce una concentrazione critica, che in base alle evidenze sperimentali, provoca effetti dannosi. Per i carichi critici ciò non è possibile, poiché può accadere che l'agente chimico che agisce sull'organismo non sia l'inquinante da controllare. È il caso dell'alluminio o della ridotta alcalinità delle acque superficiali che hanno un effetto diretto sui pesci, ma a causa dell'aumento di acidità, dovuta ai composti solforati o azotati. Prima di calcolare i carichi critici è importante attuare un processo di regionalizzazione, per definire le aree omogenee in cui sono presenti i recettori sensibili. Questo processo viene definito in base alla metodologia e ai dati necessari per calcolare il carico critico. Esiste un'ampia gamma di metodi per calcolare i carichi critici: dalle semplici stime, utilizzando dati empirici, a calcoli complessi con modelli sofisticati (Bull, 1991). I metodi più semplici forniscono stime grossolane per aree geografiche estese, mentre calcoli dettagliati danno informazioni più precise per quelle aree caratterizzate da una grande quantità di dati. I modelli statici (*steady-state models*) considerano una situazione all'equilibrio, indipendente dai fattori temporali e dalle interazioni chimiche che avvengono tra fase solida e soluzione del suolo. In questi casi le immissioni acide nel sistema vengono bilanciate dall'alcalinità interna al sistema e il pool di basi di scambio (Ca, Mg, K, Na) è costante. I modelli dinamici sono in grado di valutare le risposte dei sistemi ai cambiamenti, nel tempo e il carico critico viene valutato stimando il livello per il quale il sistema va incontro a un degrado o a un miglioramento. Nonostante la loro utilità, questi modelli sono di difficile applicazione perché richiedono molti più dati rispetto ai modelli statici, non consentono eccessive generalizzazioni e, di conseguenza, non possono essere applicati a vaste aree geografiche.

L'ENEA in collaborazione con l'ENEL, ha determinato la sensibilità degli ecosistemi forestali alla deposizione di composti acidificanti ed eutrofizzanti e i relativi carichi critici, in accordo con le procedure sviluppate in ambito UN/ECE (Posch et al. 1999). Il modello utilizzato per il calcolo si basa sull'approccio "Steady State Mass Balance" ed è stato applicato ad un reticolo composto da maglie quadrate di 1 km x 1 km. Per quanto riguarda il carico critico di acidità, il metodo considera l'effetto acidificante complessivo derivante sia dai composti solforati che da quelli azotati. La deposizione complessiva che non causa effetti pericolosi, è costituita da tre quantità: il carico di zolfo massimo, $CL_{max} S$, il carico di azoto minimo, $CL_{min} N$, e il carico di azoto massimo, $CL_{max} N$.

Il parametro di acidità totale è poi espresso in equivalenti di ioni idrogeno per ettaro per anno (eq H / ha anno).

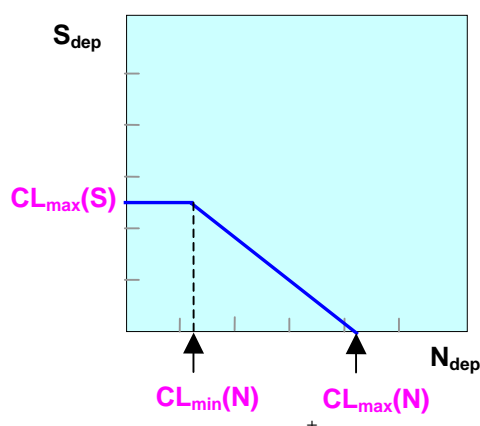


Figura 1 - Esempio di carico critico di S e N come acidificanti; ogni punto dell'area al di sotto della linea blu rappresenta deposizioni di N e S che non eccedono il carico critico

Nell'ambito del Piano Regionale per la Qualità dell'Aria (FLA, 2000) è stata redatta la mappa dei carichi critici di acidità totale per i suoli forestali del territorio regionale lombardo che evidenzia come la maggior parte delle aree forestali risulti scarsamente sensibile all'acidificazione. I carichi di H^+ misurati nelle siti di indagine dell'IRSA-CNR, situati nella fascia alpina e prealpina della Lombardia, sono compresi tra 50 e 200, come acidità libera, mentre variano da 2000 a 5000 eq/ha anno come acidità potenziale massima derivante dalle deposizioni totali di S e N.

I carichi di azoto misurati in alcuni siti lombardi sono stati confrontati con i carichi critici di azoto come nutriente riportati, per il territorio italiano, su una mappa con reticolo di 50 x 50 km (Posch et al., 1997).

Come si può osservare in tabella i carichi critici vengono superati in tutte le stazioni di campionamento e decisamente preoccupante appare la situazione a Longone e a Castione, dove la deposizione di azoto supera di 3-4 volte il carico critico (Balestrini et al., 2000).

	C.L N nut	Ecc. N nut
Longone (LC)	5.6	20.7
Castione (BG)	5.9	17.2
Giovetto (BS)	5.9	14.1
Tignale (BS)	4.6	13.9
Moggio (LC)	4.5	13.5
Morbegno (SO)	5.8	9.3
Val Masino (SO)	5.8	5.3
Val Gerola (SO)	4.5	4.0

Tabella 1 – Carichi critici di azoto come nutriente (CL N_{nut}) e relative eccedenze (Ecc. N_{nut}) misurate in alcuni siti di studio della Lombardia

I graduali cambiamenti da una situazione di azoto-limitazione a una di azoto-saturazione per gli ecosistemi forestali determinano un complesso di modificazioni dei processi nel ciclo dell'azoto che inducono condizioni di stress.

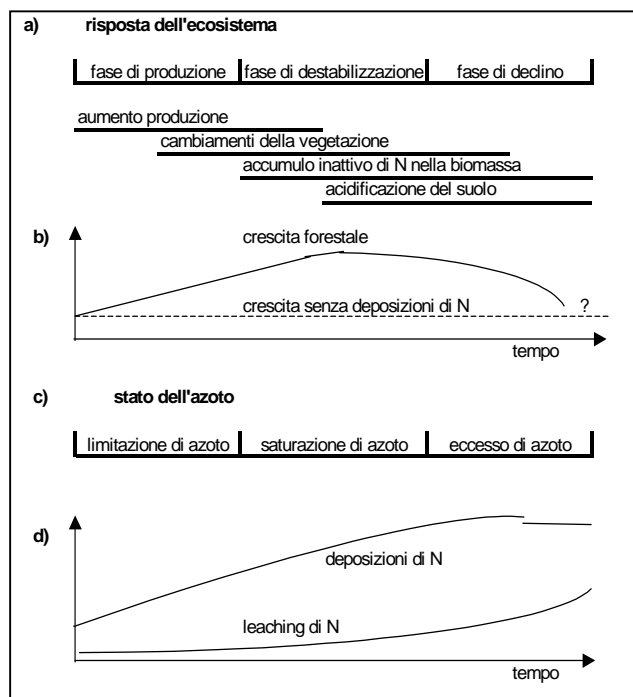


Figura 2 – Ipotesi di risposta all'incremento della deposizione di azoto per ecosistemi forestali temperati: a) effetti e stabilità dell'ecosistema, b) cambiamenti nella crescita, c) stato dell'azoto, d) relazioni di input-output. (Da Rosen et al., 1992, *Ambio*, 21 n. 5)

Infatti all'iniziale incremento nella produzione di biomassa segue una situazione di carenza di alcuni nutrienti (P, K, Ca e Mg) che indebolisce le piante rendendole più esposte all'attacco di parassiti e allo sviluppo di malattie. L'eccesso di azoto ha infine conseguenze negative anche sugli ecosistemi acquatici, dove può portare ad una diminuzione della biodiversità e all'inquinamento delle acque sotterranee per l'aumento delle concentrazioni di nitrato.

Riferimenti bibliografici

- €# Balestrini, R., Galli, L., Tartari, G., 2000. Wet and dry atmospheric deposition at prealpine sites in Northern Italy. *Atmospheric Environment* 34, 1455-1470.
- €# Bull, K.R. 1991. The Critical Loads Level Approach to Gaseous Pollutant Emission Control. *Env. Poll.*, 69: 105-123.
- €# Posch, M., Hettelingh, J.-P., de Smet, P.A.M., Downing, R.J. (Eds.), 1997. Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. CCE Status Report RIVM Bilthoven, Netherlands. Rep. No. 259101007, pp. 97-102.
- €# Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J.P., Downing, R.J. (Eds.), 1999. Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. CCE Status Report RIVM Bilthoven, Netherlands. Rep. No. 259101009, pp. 106-110.
- €# Fondazione Lombardia per l'Ambiente e Regione Lombardia, 2000. Piano Regionale della Qualità dell'Aria.

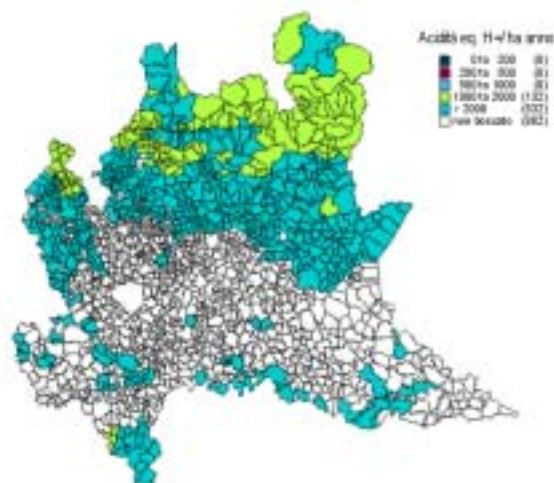


Figura 3 – Mappa dei carichi critici di acidità totale; nelle parentesi è indicato il numero di Comuni presenti in ogni classe selezionata in base ad una graduatoria conforme a quella adottata in ambito internazionale. (Dal PRQA, 2000)

5.2.2 I microinquinanti nelle deposizioni atmosferiche

Il trasporto atmosferico a lunga distanza rappresenta la maggiore via di diffusione di microinquinanti organici e metalli in traccia verso le aree più remote del pianeta. La presenza di questi contaminanti nelle piogge a livelli molto più elevati rispetto a quelli considerati naturali è stata messa in relazione con la presenza di fonti locali di inquinamento rappresentate dalle attività industriali e agricole, dal traffico veicolare e dall'impiego di combustibili fossili. Alcune classi di composti, come i policlorobifenili, le policlorodibenzodiossine, i furani, il DDT, oggi denominati POPs (persistent organic pollutants), vengono ancora prodotti in Paesi Nord Occidentali dove però il loro impiego in loco è generalmente vietato.

Gli inquinanti organici persistenti

Già negli anni '70 alcuni ricercatori suggerirono che molti composti organici persistenti, potevano migrare in atmosfera per migliaia di chilometri dalla zona di rilascio, sottoforma di gas o aerosols. Le alte temperature favoriscono la volatilizzazione di questi composti nelle regioni tropicali e subtropicali, mentre le basse temperature delle alte latitudini favoriscono l'adsorbimento sul particolato e la deposizione al suolo o sulle superfici acquatiche (Wania e Mackay, 1996). In base alla tensione di vapore e al coefficiente ottanolo/aria, K_{oa} (cioè il rapporto tra la concentrazione di una certa sostanza in ottanolo e in aria, all'equilibrio) si può prevedere la mobilità di alcuni composti organici in atmosfera, quindi la loro tendenza ad essere trasportati per lunghe distanze o la potenzialità ad essere trattiene dalle superfici terrestri.

Come indicato in i composti con alta tensione di vapore e con minori K_{oa} , ad esempio i PCB con pochi atomi di Cl, hanno un'elevata mobilità e tendono a condensare alle latitudini polari.

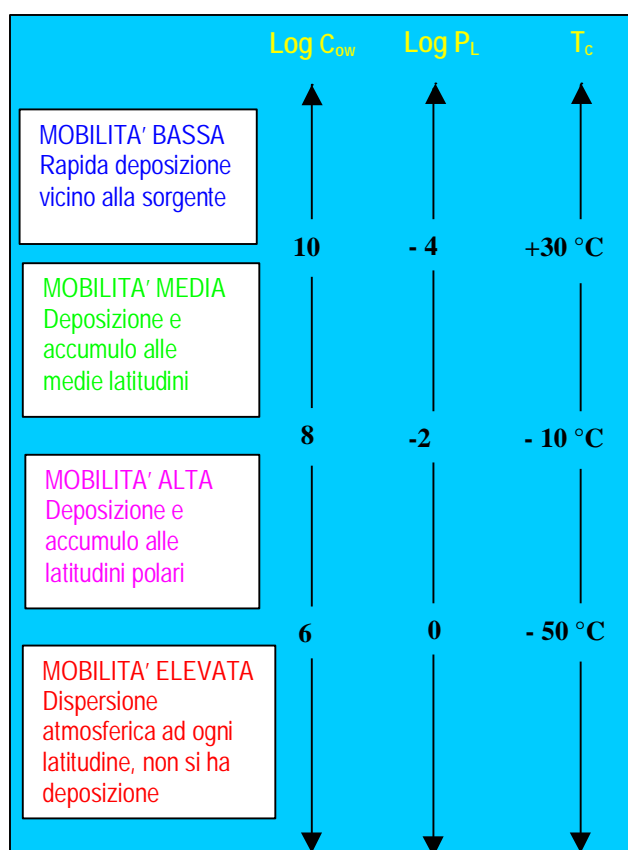


Figura 1
Mobilità dei POPs; C_{oa} = Coefficiente ottanolo/aria, P_L = tensione di vapore, T_c = temperatura di condensazione.

Malgrado sia stata riconosciuta l'importanza delle deposizioni atmosferiche nella circolazione dei microinquinanti organici, in Italia sono scarse le indagini effettuate a tal riguardo. Gli unici dati pubblicati, relativi alla Lombardia, sono stati prodotti dall'IRSA – CNR e risalgono a ricerche condotte alla fine degli anni ottanta, a Brugherio e Longone (-Galassi et al., 1993). I campioni raccolti per un anno in provincia di Milano, analizzati per la ricerca degli insetticidi clorurati, i PCB e i PAH, rivelavano la presenza di lindano e fluorantene tra i contaminanti più ricorrenti. Le variazioni stagionali di questi composti sono state messe in relazione con le più probabili fonti locali di inquinamento, di origine agricola per il lindano, urbana e industriale per il fluorantene. L'unico studio recente sull'argomento di cui si è a conoscenza è stato condotto presso la sezione di Ecologia dell'Università degli Studi di Milano, in collaborazione con l'IRSA di Brugherio e la ASL della provincia di Como, in un'area fortemente industrializzata, Milano, e in una scarsamente inquinata, Longone (LC). Dall'aprile 1998 al luglio 1999, in campioni di pioggia e di deposizione secca raccolta su una superficie di vetro e su un film d'acqua, sono state eseguite analisi di pesticidi organoclorurati (esaclorocicloesani, esaclorobenzene e DDT, con relativi isomeri e metaboliti), policlorodifenili (PCB) erbicidi triazinici (atrazina, simazina, terbutilazina e loro metaboliti) e alcune ammidi (alachlor e metolachlor). Gli erbicidi che hanno presentato le concentrazioni più elevate sono risultati essere l'alachlor e la terbutilazina, mentre i pesticidi organoclorurati hanno mostrato, per la maggior parte dei composti ricercati, concentrazioni relativamente basse, tranne nel caso del γ -HCH (lindano).

I metalli in traccia

L'interesse scientifico nello studio dei metalli in traccia nelle deposizioni atmosferiche si è accresciuto negli ultimi anni in seguito all'influenza sempre maggiore che hanno le fonti antropogeniche nella concentrazione di questi elementi nell'ambiente. Un gran numero di processi operanti ad alte temperature come la combustione di carbone e oli combustibili in centrali elettriche e impianti industriali, la produzione di metalli ferrosi e non, l'incenerimento dei rifiuti, il traffico veicolare etc., immettono metalli in atmosfera. Le emissioni vulcaniche, l'erosione di polveri dal suolo ad opera del vento, gli incendi e gli spray marini sono considerate invece le principali sorgenti naturali.

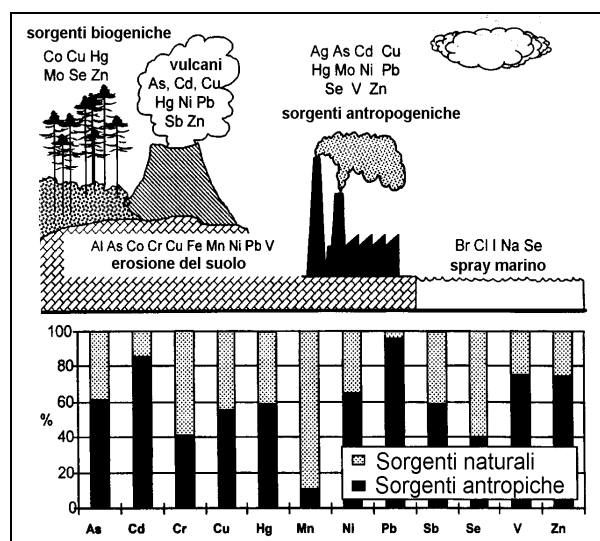


Figura 2 – Principali sorgenti naturali e antropogeniche dei metalli in traccia in atmosfera con le relative proporzioni stimate per ogni tipo di sorgente.



Figura 2a - *Hypnum cupressiforme*, muschio utilizzato come bioindicatore di metalli in traccia

Dal comparto atmosferico, dove sono presenti associati al particolato atmosferico, i metalli ritornano alla superficie terrestre attraverso entrambi i meccanismi di rimozione fisica quali le deposizioni secche e umide.

La misura accurata delle concentrazioni dei metalli in traccia nelle deposizioni atmosferiche richiede un protocollo molto più rigoroso rispetto a quello utilizzato per l'analisi dei macrocostituenti e non esiste ad oggi un metodo standardizzato per le deposizioni secche.

Recentemente accanto alle tecniche di monitoraggio strumentale (Morselli et al., 1999) si sono sviluppati metodi biologici basati sull'utilizzo di bioindicatori. I muschi e i licheni si sono rivelati degli ottimi bioaccumulatori di contaminanti atmosferici persistenti come i metalli in traccia in quanto, mancando di un vero e proprio apparato radicale, assumono dalle deposizioni atmosferiche umide e secche l'acqua e gli elementi indispensabili per le loro necessità metaboliche.

Il muschio *Hypnum cupressiforme* è stato utilizzato come organismo accumulatore in una indagine condotta dall'ANPA nella città di Varese nel periodo 1997-1998 allo scopo di valutare la deposizione di Cu, Pb, Mn e Fe (Larcher et al., 2000). I dati ottenuti hanno permesso di individuare le aree della città maggiormente soggette alla contaminazione di metalli e di verificare l'influenza del traffico veicolare nelle stazioni poste in vicinanza di strade. Lo stesso muschio è stato impiegato come bioaccumulatore del radionuclide artificiale ^{137}Cs , per verificare se fossero ancora rilevabili tracce dell'incidente nucleare di Chernobyl. Le basse concentrazioni rinvenute in muschi indigeni della provincia Nord di Varese hanno permesso di escludere la radioattività residua quale eventuale fonte di pericolo.

Riferimenti bibliografici

- # Galassi, S., Gosso, E., Tartari, G., 1993. PCBs and chlorinated pesticides in rains of Northern Italy. *Chemosphere*, 27, 11, 2287-2293.
- # Wania, F., Mackay, D., Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Env. Sci. & Technol.* 1996, 30, 9, 390A-3396A.
- # Larcher, S., Roella, R., Biccari, G., 2000. Utilizzo di *Hypnum cupressiforme* come bioaccumulatore di metalli pesanti e ^{137}Cs . *AcquaAria*, 2-2000, 67-72.
- # Morselli, L., Cecchini, M., Grandi, E., Iannuccilli, A., Barilli, L., Olivieri, P., 1999. Heavy metals in atmospheric surrogate dry deposition. *Chemosphere*, 38, 4, 899-907

5.3.1 Protocolli e azioni internazionali

Uno dei principali strumenti internazionali, attivi nella protezione dell'ambiente dall'inquinamento atmosferico, è la Convenzione delle Nazioni Unite sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution – CRLTAP). Questa Convenzione è stata firmata nel 1979 a Ginevra in ambito UNECE (Commissione economica delle Nazioni Unite per l'Europa) dopo che gli scienziati dimostrarono la relazione esistente tra emissioni di zolfo nell'Europa continentale e acidificazione dei laghi in Scandinavia e successivi studi confermarono la possibilità di un trasporto a lunga distanza per molti inquinanti atmosferici. La cooperazione a livello internazionale diventava quindi indispensabile per affrontare il fenomeno dell'acidificazione. Dalla sua entrata in vigore, nel 1983, la CRLTAP ha contribuito molto allo sviluppo di leggi internazionali ambientali per controllare e ridurre i danni alla salute umana e all'ambiente causati dall'inquinamento atmosferico transfrontaliero, producendo da allora, otto protocolli.

Protocolli UN-ECE CLRTAP	Anno	OBIETTIVI PRINCIPALI
I° protocollo sullo zolfo - Helsinki	1985	Riduzione delle emissioni di S del 30% dal 1980 al 1993
Protocollo sugli NOx - Sofia	1988	Congelamento delle emissioni di NOx ai livelli misurati nel 1987
Protocollo sui VOC - Ginevra	1991	Riduzione del 30% dei VOC entro il 1999, usando come base un anno scelto tra il 1984 e il 1990, oppure, dove le emissioni non superano determinati livelli, i Paesi possono optare per la loro stabilizzazione fino al 1999.
II° protocollo sullo zolfo - Oslo	1994	Riduzione del 60% delle eccedenze di deposizione di S rispetto ai carichi critici (mappe dell'EMEP), entro il 2000.
Protocollo sui metalli pesanti - Aahrus	1998	Riduzione delle emissioni di Cd, Pb e Hg al di sotto dei livelli misurati nel 1990
Protocollo sui POPs - Aahrus	1998	Divieto della produzione e dell'uso di alcune sostanze, riduzione nell'impiego di PCB, DDT, esaclorocicloesano (tra cui il lindano), riduzione delle emissioni di furani, diossine, PAH e HCB al di sotto dei livelli del 1990
Protocollo per l'abbattimento dell'acidificazione, dell'eutrofizzazione e dell'ozono - Gothenburg	1999	Riduzione delle emissioni di S (63%), NOx (41%), VOC (40%) e NH ₃ (17%) rispetto ai valori del 1990 in tutta Europa.

Tabella 1 – Protocolli sviluppati nell'ambito della Convenzione delle Nazioni Unite sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero dal 1983 a oggi

Il parlamento italiano, nel 1990, ha ratificato il protocollo di Helsinki (1985) che prevedeva e impegnava a ridurre, non oltre il dicembre 1993, le emissioni di zolfo almeno del 30% rispetto ai valori stimati nel 1980. Il protocollo sul controllo delle emissioni degli ossidi di azoto firmato nel 1988 e ratificato dall'Italia nel 1992, impegnava a stabilizzare, non oltre il dicembre 1994, le emissioni di NO_x rispetto ai valori stimati per il 1987. L'obiettivo a lungo termine del secondo protocollo per un'ulteriore riduzione delle emissioni di zolfo, firmato nel 1994 e ratificato nel 1998, era la riduzione delle deposizioni di zolfo in misura tale da non superare i carichi critici. Un obiettivo intermedio per l'anno 2000 consisteva nella riduzione del 60% delle eccedenze di deposizione di S rispetto ai carichi critici stabiliti per le diverse aree europee dalla mappa dell'EMEP.

I protocolli riguardanti i metalli pesanti e i composti organici persistenti (POPs) adottati nel 1998, non sono ancora stati ratificati dal nostro Paese. In questi accordi vengono presi in considerazione tre metalli particolarmente tossici quali il cadmio, il mercurio e il piombo per i quali si impongono riduzioni nelle emissioni al di sotto dei livelli misurati nel 1990. L'obiettivo principale consiste nel taglio delle emissioni da sorgenti industriali (fonderie e acciaierie), processi di combustione (centrali elettriche e trasporto veicolare) e incenerimento di rifiuti. Inoltre il protocollo richiede ai vari Paesi di procedere nella sostituzione delle benzine al piombo.

Relativamente ai POPs, il protocollo si focalizza su 16 sostanze comprendenti undici pesticidi, due composti chimici industriali e tre prodotti di trasformazione. Tra gli obiettivi del protocollo si segnala il divieto dell'uso e della produzione di alcuni composti (aldrin, clordano, clordecone, dieldrin, endrin, esabromobifenile, mirex e toxafene) e limiti restrittivi nell'uso di DDT (diclorodifeniltricloroetano), HCH (esaclorocicloesano), incluso il lindano e PCB (policlorobifenili). Inoltre obbliga gli stati partecipanti a ridurre le loro emissioni di diossine, furani, PAH (idrocarburi aromatici policiclici) e HCB (esaclorobenzene) al di sotto dei livelli misurati nel 1990.

Il protocollo più recente siglato a Gothenburg (Svezia), il 30 novembre 1999 riguarda l'abbattimento dell'Acidificazione, dell'Eutrofizzazione e dell'Ozono stabilendo dei limiti per le emissioni del 2010 per quattro inquinanti: S, NO_x , VOC e NH_3 . Tale protocollo è il prodotto più importante previsto nella Proposta di Direttiva CEE 99/0067 del 9.

Giugno 1999 in cui viene utilizzato un approccio integrato per affrontare problematiche interconnesse quali l'acidificazione, l'eutrofizzazione del suolo e l'ozono troposferico.

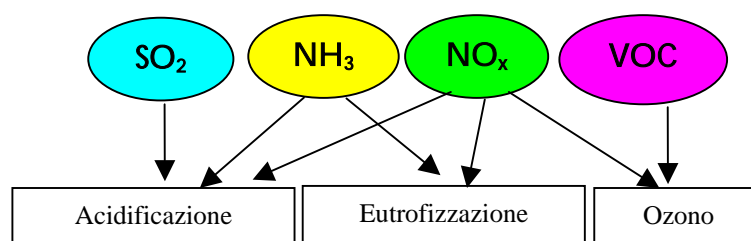


Figura 1- Interconnessioni tra inquinanti e problemi

La metodologia utilizzata tiene conto delle relazioni tra fonti di emissioni, rispettivi recettori e carattere transfrontaliero degli inquinanti, e consente alla Commissione di proporre limiti differenziati che massimizzano i benefici ambientali delle riduzioni delle emissioni.

Vengono quindi fissati degli obiettivi generali e a lungo termine in base ai quali non devono verificarsi superamenti dei carichi e dei livelli critici. La metodologia per il calcolo dei carichi critici è stata definita attraverso una cooperazione a livello scientifico nel quadro della CLRTAP. Ogni Paese membro è responsabile della mappatura dei carichi critici e dell'invio dei dati nazionali al centro di coordinamento. Dodici Stati membri hanno inviato dati relativi ai carichi critici fornendo informazioni su circa 600000 ecosistemi.

Gli stati partecipanti, le cui emissioni hanno un severo impatto sull'ambiente e sulla salute umana e quelli per i quali le riduzioni sono poco costose, avranno i tagli maggiori. Si prevede che, quando il protocollo sarà implementato le emissioni di zolfo in Europa saranno ridotte del 63%, le emissioni di NO_x del 41%, quelle di VOC del 40% e quelle dell'ammoniaca del 17%, rispetto ai valori del 1990. Il protocollo stabilisce inoltre limiti rigorosi per alcune sorgenti specifiche di emissione (combustione in impianti industriali e in centrali elettriche, lavaggi a secco, autotrazione) e richiede l'utilizzo delle migliori tecniche disponibili per mantenere le emissioni al minimo. Le emissioni di VOC da prodotti quali i coloranti e aerosol saranno altresì ridotte. Infine gli agricoltori dovranno adottare delle specifiche misure di controllo per le emissioni di ammoniaca. Insieme al Protocollo sono stati adottati dei documenti-guida che forniscono informazioni sulle tecniche di abbattimento e sugli strumenti economici per la riduzione delle emissioni in settori rilevanti, incluso quello del trasporto. E' stato stimato che l'applicazione del protocollo porterà ad una riduzione delle aree caratterizzate da un eccessivo livello di acidificazione, da 93 milioni di ettari (dato del 1990), a 15 milioni di ettari. Per le aree eutrofizzate è prevista una riduzione da 165 milioni di ettari (1990) a 15 milioni di ettari. Nel caso dell'Italia, attualmente, si è ancora piuttosto lontani dall'obiettivo previsto per il 2010, che per lo zolfo comporta una riduzione del 70%, per gli NO_x e i VOC del 48%, per l'ammoniaca del 10%.

	Livelli di emissione		Limiti di emissione e 2010	% di riduzione e 2010
	1980	1990		
SO ₂	3757	1651	500	-70%
NO _x		1938	1000	-48%
NH ₃		466	419	-10%
VOC		2213	1159	-48%

Tabella 2 – Livelli e limiti di emissione di biossido di S, ossidi di N e ammoniaca (migliaia di tonnellate/anno) relativi all'Italia secondo il protocollo di Gothenburg

Riferimenti bibliografici e siti internet

- ☞ <http://www.unece.org/env/lrtap/>
- ☞ <http://www.europa.eu.int/comm/environment/>
- ☞ <http://www.environment.fgov.be/index.html>
- ☞ <http://www.sinanet.anpa.it>
- ☞ <http://www.unep.org>

5.3.2 Il quadro nazionale e regionale

In ambito nazionale la prima normativa emessa in materia di inquinanti atmosferici è stata la Legge 615/66 che si focalizzava soprattutto sulla riduzione delle emissioni provenienti dal settore industriale (raffinerie, cementifici, fonderie, acciaierie, centrali termoelettriche, inceneritori, petrolchimico) attraverso l'applicazione delle migliori tecniche di abbattimento e stabiliva la creazione dei Comitati Regionali contro l'Inquinamento Atmosferico. Con il D.P.C.M. del 28 marzo 1983 furono fissati i limiti massimi di accettabilità delle concentrazioni e di esposizione relativi ad alcuni inquinanti ubiquitari quali il biossido di zolfo (SO_2), il biossido di azoto (NO_2), l'ozono (O_3), il monossido di carbonio (CO), il piombo, il fluoro e le particelle sospese. I limiti erano fissati al fine della tutela igienico-sanitaria delle persone e delle comunità esposte. Si assegnava alle Regioni il compito di misurare le concentrazioni degli inquinanti atmosferici e di provvedere, dove i limiti venivano superati, a predisporre piani di risanamento per il miglioramento progressivo della qualità dell'aria in modo da consentire il rispetto degli standard entro 10 anni dall'entrata in vigore del decreto. Successivamente, il D.M. del 30 maggio 1991, considerando il protocollo di Helsinki (1985) che prevedeva la riduzione delle emissioni di zolfo e quello di Sofia (1988) relativo agli ossidi di azoto, indicava i criteri per l'elaborazione dei piani regionali per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria. La metodologia proposta prevedeva: a) l'individuazione delle aree e dei settori produttivi o civili maggiormente responsabili delle emissioni in atmosfera, attraverso la raccolta di dati sul territorio (ad es. le caratteristiche geomorfologiche e meteorologiche, gli usi del territorio, le fonti di emissioni, la qualità dell'aria) e l'individuazione degli inquinanti più significativi oltre a quelli già soggetti a limitazioni; b) individuazione degli interventi ad esempio il ricorso a nuove tecnologie di combustione meno inquinanti, l'uso di combustibili meno inquinanti e ulteriori sistemi di abbattimento; c) verifica del piano. Nel 1992, con il D.L. n. 97, venne attuata la direttiva CEE relativa al tenore dello zolfo in alcuni combustibili liquidi. Dal gennaio 1993, in tutti i comuni italiani con popolazione superiore a 300.000 abitanti, il contenuto di zolfo nel gasolio non doveva superare lo 0,2 % in peso. In seguito il D.P.C.M. del 14 novembre 1995, regolamentava il tenore di zolfo in altri combustibili liquidi quali il cherosene per aeromobili, per il quale era ammesso un contenuto massimo di zolfo di 0,3 % in peso e il gasolio per autotrazione, la cui vendita era vietata se il contenuto di zolfo era superiore a 0,05 % in peso. Infine, tra le più recenti azioni legislative relative all'inquinamento atmosferico, segnaliamo il D.L. 4 agosto 1999 (n. 372) che disciplina la prevenzione e la riduzione integrata dell'inquinamento proveniente da numerose attività tra cui quelle energetiche (impianti di combustione con potenza termica oltre i 50 MW, raffinerie di petrolio e di gas, cokerie, impianti di gassificazione e liquefazione del carbone), quelle per la produzione e la trasformazione dei metalli, l'industria dei prodotti minerali, gli impianti chimici per la fabbricazione di prodotti chimici organici e inorganici di base, la gestione dei rifiuti, e gli impianti di incenerimento. Il decreto prevede misure intese ad evitare o ridurre le emissioni delle suddette attività, nell'aria, nell'acqua e nel suolo e disciplina il rilascio, il rinnovo e il riesame dell'*autorizzazione integrata ambientale* agli impianti esistenti.

In Lombardia il Piano di Risanamento venne attivato successivamente all'emanazione del D.P.C.M. 28 marzo 1983 e venne organizzato in tre fasi. Nella prima fase, con la legge 35/84 venne assegnata alle Province la realizzazione e la gestione della Rete regionale di rilevamento dell'inquinamento atmosferico. Nel dicembre 1989, sulla base delle misure che segnalavano superamento degli standard per SO_2 , PTS e NO_x , la Lombardia, con Delibera del Consiglio Regionale, introdusse i limiti di emissione degli impianti termici industriali e delle centrali termoelettriche e vennero introdotte norme relativi agli interventi di emergenza.

Si attuarono inoltre interventi su interi comparti produttivi mediante l'utilizzo di linee-guida che portarono alla riduzione dello zolfo nel gasolio per uso civile (sulla base dei decreti ministeriali), all'introduzione della "benzina verde" e ad un processo di deindustrializzazione che portò alla chiusura di alcune attività industriali di base. In seguito a questi interventi i valori di qualità dell'aria per la SO₂ rientrarono nei limiti consentiti, mentre quelli per NO_x e CO continuarono ad aumentare. Tra il 1993 e il 1996 si realizzò la seconda fase del Piano che individuò una zona di risanamento comprendente 354 comuni localizzati nell'alta pianura tra il Ticino e Bergamo. Vennero introdotte altre iniziative per ridurre le emissioni d'inquinanti atmosferici, come il *Bollino Blu* per il controllo del gas di scarico delle auto, i limiti di emissione per gli impianti termici civili fino a 10 MW.

Infine nella terza fase del Piano di Risanamento, con l'introduzione nella normativa italiana di parametri di qualità per nuovi inquinanti, quali il benzene, gli IPA e il PM 10 (polveri con diametro equivalente inferiore ai 10 µm), la Giunta Regionale stabiliva con delibera del 20 marzo 1998, la predisposizione del Piano Regionale per la Qualità dell'Aria (PRQA) che si è concluso nel giugno 2000, frutto di una collaborazione tra Regione Lombardia e Fondazione Lombardia Ambiente.

Il Piano Regionale della Qualità dell'Aria si pone due obiettivi generali della politica ambientale: 1) la protezione della popolazione, degli ecosistemi e del patrimonio culturale dagli effetti dell'inquinamento atmosferico focalizzando l'attenzione sulla qualità locale dell'aria, 2) la protezione dell'ecosistema globale, indirizzando il controllo alla quantità globali delle emissioni per affrontare fenomeni quali l'inquinamento transfrontaliero, la riduzione dell'ozono stratosferico e i cambiamenti climatici.

La prima parte del documento si focalizza sugli aspetti conoscitivi e informativi utili per rappresentare lo stato e le tendenze della pressione ambientale generata dalle emissioni in atmosfera da attività antropiche a livello regionale. Vengono quindi descritte le caratteristiche del territorio, la qualità dell'aria, l'esposizione e l'impatto sulla popolazione, sulla vegetazione e sui monumenti, oltre alla misura dell'inquinamento e l'inventario delle emissioni. Queste informazioni vengono utilizzate per individuare aree con caratteristiche omogenee dal punto di vista della pressione ambientale e per valutare la criticità di questa pressione ai fini dell'assegnazione di priorità dei vari interventi. Nella seconda parte del PRQA vengono sviluppati modelli previsionali relativi all'evoluzione della pressione sull'ambiente in funzione di mutamenti strutturali dei principali settori responsabili dell'inquinamento atmosferico: trasporti, energia, riscaldamento domestico, impianti di termodistruzione dei rifiuti. Vengono infine indicati gli strumenti e metodi per migliorare la capacità di previsione e controllo.

Il capitolo è stato redatto dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente
www.flanet.org

Riferimenti bibliografici e siti internet

- ## Piano Regionale della Qualità dell'Aria PQRA 2000. Regione Lombardia e Fondazione Lombardia Ambiente. CD-ROM.
- ## <http://amblor.bologna.enea.it/CGI/LEGAMB/LEGAMB.html>
- ## <http://www.regione.lombardia.it/>
- ## http://www.ecoserver.cima.unige.it/norm/n_tit_it.html